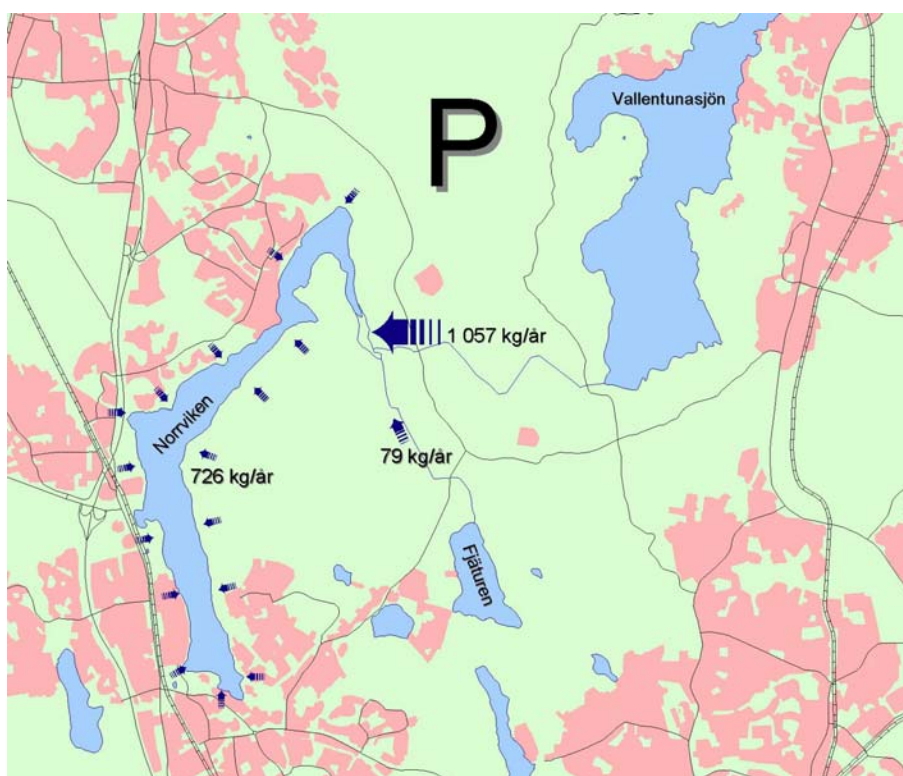


Sollentuna kommun

ACCEPTABEL BELASTNING PÅ SJÖN NORRVIKEN



Fosforflöden (kg/år) till Norrviken.

Bild: von Scherling M., 2003

Thomas Larm, Mathias Linder och Mathias von Scherling

Rapport
Stockholm 2003-02-28

Uppdragsnummer 1143063000

SWECO VIAK
Gjörwellsgatan 22
Box 34044, 100 26 Stockholm
Telefon 08-695 60 00
Telefax 08-695 60 10

Uppdrag 1143063000; Larm
p:\1133\1143081_slutförande_norrviken_acceptabel_belastning\u2
utlåtanden\ra_acc_bel_norrviken_kompl_1_rev2.doc



1	Inledning och bakgrund	1
2	Indata och förutsättningar	1
3	Metodik	2
3.1	Dagvattenflöde	3
3.2	Föroreningsbelastning	3
3.3	Acceptabel belastning	3
4	Resultat	8
4.1	Belastning från Norrvikens avrinningsområde	8
4.2	Belastning från 4 delavrinningsområden till Norrviken	11
5	Slutsatser	17
6	Referenser	19
Bilaga 1.	Produktspecifikation StormTac	20
Bilaga 2.	In- och utdataformulär till beräkningarna	22

1 Inledning och bakgrund

På uppdrag av Sollentuna kommun har beräkningar av hur stor belastning (kg/år) som långsiktigt bedöms kunna accepteras på sjön Norrviken (i Sollentuna kommun) utförts på ett antal ämnen med dagvattenmodellen StormTac (Larm, 2000).

I detta PM redovisas resultaten från beräkningarna i form av vattenföring (m³/år), nuvarande belastning på Norrviken (kg/år), acceptabel belastning (kg/år), eventuell belastningsreduktion för att klara acceptabel belastning (kg/år) och uppmätta och beräknade halter i Norrviken (mg/l eller µg/l).

Följande ämnen har beräknats och redovisas: fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), krom (Cr) och nickel (Ni). Totalhalter av föreningarna avses. Beräkningar har även gjorts för olja, kvicksilver (Hg), suspenderad substans (SS; partiklar), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och Bensapyrén (BaP; en PAH) men de redovisas inte eftersom schablonhalterna för dessa ämnen är osäkra.

2 Indata och förutsättningar

Dagvattenmodellen StormTac (Larm, 2000) har använts för beräkningarna, se Bilaga 1 för en beskrivning av modellen. Indata till beräkningarna utgörs av bl.a. av sjöns morfologi, medelvattendjupet (5,3 m), sjöytan (271 ha), uppmätta föroreningshalter och ytor per markanvändning i avrinningsområdet (se Bilaga 2 för sammanställning av de indata som använts i beräkningarna). Följande indelning i markanvändningar har använts: villaområden, radhusområden, flerfamiljshusområden, våtmarksområden, industriområden, parker, skogsmark och jordbruksmark. Tillgången till schablonhalter som är specifika för varje markanvändning har styrt denna indelning. Lokalgator och mindre grönytor inkluderas i de markanvändningar där de är belägna. Det går lätt att ändra schablonvärdena i föroreningsmodellen. Detta gäller även annan markanvändning. Med hjälp av modellen kan olika scenarier simuleras på ett enkelt sätt. Man kan t.ex. uppdatera schablonhalter efter nya värden eller efter uppmätta värden och man kan testa att lägga in nya ytor (t.ex. en planerad väg eller en planerad villa-bebyggelse) och studera resultaten av därav ändrad förorenings-

belastning på recipienten. Schablonvärden som är specifika för var och en av dessa markanvändningar har alltså använts och avser föroreningshalter och avrinningskoefficienter. Underlaget för avrinningsområdet storlek och markanvändningen är hämtat från rapporten Oxundaåns avrinningsområde (Söderström och Ahlgren, 1991).

Nederbördsintensiteten 636 mm/år har använts som indata till belastningsvärdena. Detta värde har beräknats utgöra verklig nederbörd i Stockholm, efter mätförluster; enligt SMHI.

Acceptabla halter i sjön har antagits ligga på gränshalten mellan klass 2 och klass 3 (Fall 1) respektive mellan klass 3 och 4 (Fall 2) enligt Naturvårdsverkets bedömningskriterier, se Tabell 1.

Det bör klargöras att modellen enbart uppskattar belastningsstorleken och överslagsmässigt den acceptabla belastningen på recipienten. Resultaten kan inte på något sätt betraktas som absoluta värden för recipienten utan ger indikationer om hur recipienten belastas i förhållande till acceptabel belastning. Tabellvärdena som presenteras i denna rapport är långt ifrån så exakta som antalet värdesiffror indikerar.

Resultaten är relativt osäkra, men samtidigt har resultaten jämförts med mätdata (i denna studie och i flera andra studier) och är rimliga. Metodiken utgår också till huvuddelen från internationellt kända samband/ekvationer. En alternativ beräkningsmetod är att utgå från gränshalter för utsläpp orenat till recipienten (Larm, 2001). Dock bedöms detta ge mycket sämre resultat i frågan om vad som är acceptabelt att belasta recipienten med.

Beräkningarna avseende kväve och fosfor har anpassats efter uppmätta data från Hagbyån i punkten Galoppbanan. Halterna som använts i beräkningarna är 90 µg/l för fosfor och 2.2 mg/l för kväve.

3 Metodik

De huvudekvationer som har använts för beräkningarna (Larm, 2003 och Larm, 2000) redovisas i Kapitel 3.1-3.3. Ekvationer för beräkning av bas- eller grundvattenflödet m.fl. ekvationer redovisas i Larm (2000) och i Karlsson (2002).

3.1 Dagvattenflöde

Dagvattenflödet beräknas med hjälp av markanvändningarnas areor samt den årliga avrinningskoefficienten per markanvändning enligt ekvation (1).

$$Q = 10 p \sum_{i=1}^N (\varphi_i A_i) \quad (1)$$

Q dagvattenflöde [m³/år]
 p nederbördsintensitet [mm/år]
 φ_i årlig avrinningskoefficient per markanvändning
 A_i area [ha] per markanvändning
 i markanvändning i=1,2,...N
 10 faktor för att erhålla rätt enhet

3.2 Föroreningsbelastning

Dagvattnets föroreningsbelastning uttrycks i kg/år och beräknas utifrån årlig avrinning och schablonhalter från olika markanvändningar, vilket visas i ekvation (2).

$$L_j = \frac{\sum_{i=1}^N Q_i C_{ij}}{1000} \quad (2)$$

L_j massflöde per förorening [kg/år]
 Q_i dagvattenflöde [m³/år] per markanvändning
 C_{ij} schablonhalt per markanvändning och förorening [mg/l]
 i markanvändning i=1,2,...N
 j förorening
 1000 faktor för att erhålla rätt enhet

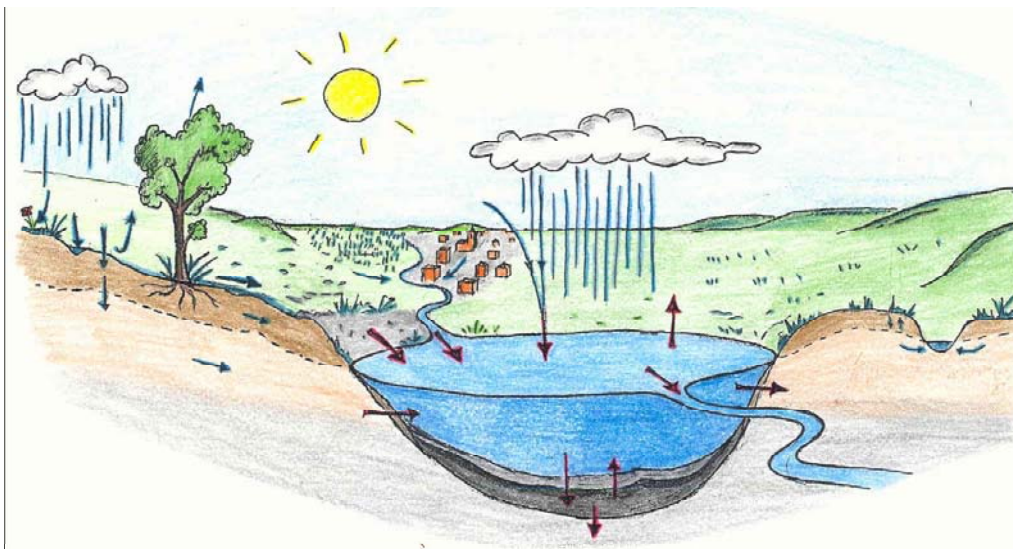
Belastningen av partiklar (SS) är relativt osäker eftersom denna belastning även baseras på andra egenskaper inom avrinningsområdet än vad som uttrycks genom ekvation (1) - (2).

3.3 Acceptabel belastning

Modellen använder sig av gränsvärden för acceptabla recipientkoncentrationer och de uttrycker vilken föroreningskoncentration som anses vara acceptabel i recipienter med olika känslighet, det vill säga recipienter med olika recipientklass. Den acceptabla belastningen till recipienten är således den maximala belastningen till recipienten som

kan förekomma för att inte dessa gränshalter ska överskridas. Det är möjligt att istället ange specifika gränshalter, som kan tas fram med hänsyn till den studerade recipientens unika förhållanden/tillstånd, vilket också utförts för fosfor i denna studie.

Ekvationerna (3) - (7) är några av huvudekvationerna men i modellen (recipientmodellen i StormTac, version 2003-01) finns flertalet andra ekvationer och parametervärden som behövs för att beräkna den acceptabla belastningen på sjön. Figur 1 visar en principskiss över en sjö och de processer (pilar i figuren) som inkluderas i modellen.



Figur 1 Principskiss över en sjö och de processer (pilar i figuren) som inkluderas i modellen. (Teckning Larm T.)

Den acceptabla belastningen (L_{acc}) av en förorening beräknas enligt Ekvation (3) (Larm, 2003), som har härletts från ekvationer av Vollenweider, 1969 (Vollenweider, 1975 och Reckhow, 1988).

$$L_{acc} = \frac{C_{cr}(Q_{out} + k_j V_{rec})}{1000} \quad (3)$$

- L_{acc} acceptabel belastning i recipienten [kg/år]
- C_{cr} recipientens gränskoncentration för negativa effekter [mg/l]
- Q_{out} totalt utflöde från recipienten [m³/år]
- k_j sedimentationskoefficient för förorening j [1/år]
- V_{rec} recipientens vattenvolym [m³]
- 1000 faktor för att erhålla rätt enhet

Ekvation (3) kan användas för sjöar för vilka uppmätta halter i vattenmassan saknas. Värden på k_j finns framtagna för ett antal svenska sjöar och för de studerade ämnena i denna rapport (Larm, 2003). k_j kan beräknas från Ekvation (4) för ämnen för vilka det finns uppmätta halter C_{rec}^* .

$$k_j = \frac{1000L_{in}}{C_{rec}^* V_{rec}} - \frac{Q_{out}}{V_{rec}} \quad (4)$$

k_j sedimentationskoefficient för förorening j [1/år]
 L_{in} total föroreningsbelastning på recipienten från dagvatten, grundvatten, atmosfäriskt nedfall på recipienten, sjöns sediment och övriga källor (t.ex. belastning från sjöar uppströms) [kg/år]
 C_{rec}^* uppmätt föroreningshalt i recipientens vattenmassa [mg/l]
 V_{rec} recipientens vattenvolym [m^3]
 Q_{out} totalt utflöde från recipienten [m^3 /år]
 1000 faktor för att erhålla rätt enhet

Om vi använder k_j från Ekvation (4) i Ekvation (3) och ansätter $C_{cr}=C_{rec}^*$ och $L_{acc}=L_{in}$, kan Ekvation (5) härledas, vilken ger samma resultat som Ekvation (3):

$$L_{acc} = \frac{C_{cr} L_{in}}{C_{rec}^*} \quad (5)$$

L_{acc} acceptabel belastning i recipienten [kg/år]
 C_{cr} recipientens gränskoncentration för negativa effekter [mg/l]
 L_{in} total föroreningsbelastning på recipienten från dagvatten, grundvatten, atmosfäriskt nedfall på recipienten, sjöns sediment och övriga källor (t.ex. belastning från sjöar uppströms) [kg/år]
 C_{rec}^* uppmätt föroreningshalt i recipientens vattenmassa [mg/l]

Detta är ett enkelt "utspädningsuttryck" för uppskattning av den acceptabla belastningen på en sjö. Det förutsätts att vi har bestämt den koncentration vi vill uppnå i recipienten, d.v.s. den kritiska halten C_{cr} . Det förutsätts också tillgång till uppmätta sjöhalter, C_{rec}^* , helst från de senaste åren. Slutligen behövs en beräkning av den totala föroreningsbelastningen på sjön, L_{in} (kg/år), vilken görs med t.ex. StormTac.

Recipientens reningseffektivitet RE (fastläggning, retention) beräknas enligt Ekvation (6) för de ämnen för vilka det finns uppmätta föroreningshalter i vattenmassan (Larm, 2002).

$$RE = 100 - \frac{C_{rec}^* Q_{out}}{10L_{in}} \quad (6)$$

RE	recipientens reningseffektivitet (fastläggning, retention) [%], t. ex. sedimentation och växtupptag
C^*_{rec}	uppmätt föroreningshalt i recipientens vattenmassa [mg/l]
Q_{out}	totalt utflöde från recipienten [$m^3/år$]
L_{in}	total föroreningsbelastning på recipienten från dagvatten, grundvatten, atmosfäriskt nedfall på recipienten, sjöns sediment och övriga källor (t.ex. belastning från sjöar uppströms) [kg/år]
100	faktor för att erhålla rätt enhet
10	faktor för att erhålla rätt enhet

För ämnen som inte är uppmätta ersätts C^*_{rec} , i Ekvation (4), med beräknad halt, C_{rec} , enligt Ekvation (7):

$$C_{rec} = \frac{1000L_{in}}{(Q_{out} + 10000k_j h A_{rec})} \quad (7)$$

L_{in}	total föroreningsbelastning på recipienten från dagvatten, grundvatten, atmosfäriskt nedfall på recipienten, sjöns sediment och övriga källor (t.ex. belastning från sjöar uppströms) [kg/år]
Q_{out}	totalt utflöde från recipienten [$m^3/år$]
k_j	sedimentationskoefficient för förorening j [$1/år$]
h	recipient average water depth [m]
A_{rec}	recipientens area [ha]
1000	faktor för att erhålla rätt enhet
10000	faktor för att erhålla rätt enhet

Recipientklassificeringen i StormTacmodellen är baserade på Naturvårdsverkets indelning. Där delas recipienterna in i fem olika klasser och för varje recipientklass har gränshalter för olika föroreningar satts upp. I nedanstående tabeller (1-2) visas klassificering för metaller och fosfor.

Tabell 1. Tillståndsklassificering för metallhalter i sjövattnen enligt Naturvårdsverket.

Klass/benämning	Metaller
1 – Mycket låga halter	Inga eller endast mycket små risker finns för biologiska effekter. Halterna representerar en uppskattning av halter i opåverkat vatten, där ingen mänsklig påverkan förekommer.
2 – Låga halter	Små risker för biologiska effekter. Majoriteten av vattnet inom denna klass har förhöjda metallhalter till följd av utsläpp från punktkällor och/eller långdistansspridning. Klassen kan dock inrymma halter som är naturliga i t ex vissa geologiskt avvikande områden. Haltförhöjning är sådana att mätbara effekter i allmänhet inte kan registreras.
3 – Måttligt höga halter	Effekter kan förekomma. Risken är störst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med lågt PH-värde. Med effekter menas här påverkan av arter eller artgruppers reproduktion och överlevnad i tidigare livsstadier, vilket ofta yttrar sig som en minskning av artens individantal. Minskat individantal kan medföra återverkningar på vattnets organismsamhällen och på hela ekosystemets struktur.
4 – Höga halter	Ökande risker för biologiska effekter.
5 – Mycket höga halter	Metallhalterna i klass 5 påverkar överlevnaden hos vattenlevande organismer redan vid kort exponering.

Tabell 2. Naturvårdsverkets tillståndsklassificering av fosforhalter i sjövattnen.

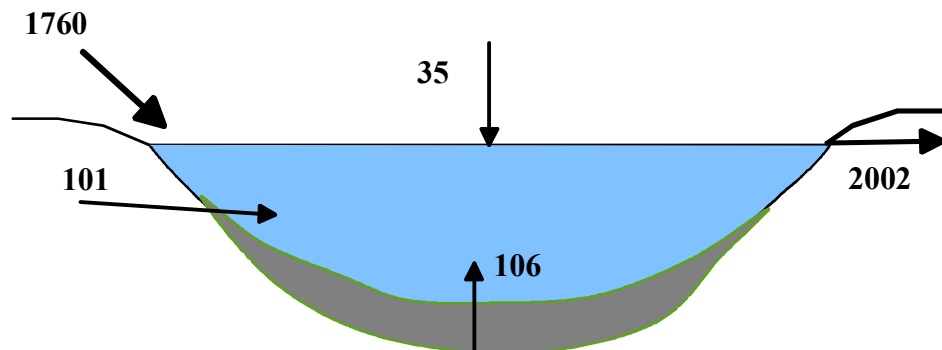
Klass/benämning	Näringsämnen
1 – Låga halter	Oligotrofi – näringsfattigt vatten
2 – Måttligt höga halter	Mesotrofi
3 – Höga halter	Eutrofi – näringsrikt vatten
4 – Mycket höga halter	Eutrofi– näringsrikt vatten
5 – Extremt höga halter	Hypertrofi– mycket näringsrikt vatten

4 Resultat

4.1 Belastning från Norrvikens avrinningsområde

För att få en korrekt bild av belastningssituationen på Norrviken har det i beräkningarna tagits hänsyn till två sjöar uppströms, Vallentunasjön och Fjäturen. Det innebär att avrinningsområdet till Norrviken har delats upp i 3 delavrinningsområden; ett som rinner direkt till Norrviken, ett som avrinner till Vallentunasjön och därefter vidare till Norrviken och ett som avrinner till Fjäturen och därefter vidare till Norrviken. Genom denna uppdelning kan en uppskattning göras för hur mycket av belastningen som "renas" på vägen till Norrviken. Det har inneburit att beräkningar av acceptabel belastning och massbalanser även utförts för Vallentunasjön och Fjäturen.

Figur 2 visar en massbalans av det uppskattade fosforflödet till och från Norrviken.



Figur 2 Beräknade fosforflöden (kg/år) på sjön Norrviken via dagvatten inkl. inkommande från sjöar uppströms (1760 kg/år), atmosfäriskt nedfall (35 kg/år), basflöde/grundvatten (101 kg/år) samt från sedimenten till sjöns vattenmassa (106 kg/år) och ut från sjön via utloppet (2002 kg/år).

I Tabell 3 redovisas resultaten från acceptabel belastningsberäkningarna för att understiga Naturvårdsverkets klass 3 (Fall 1) för Norrviken. I Tabell 4 redovisas motsvarande för klass 4 (Fall 2).

Beräknad halt i Tabell 3 och 4 är med som jämförelse mot uppmätt halt, men används generellt bara för de ämnen vars halter inte är uppmätta eller är uppmätta men värdena ligger under detektionsgränsen (uppmätta halter används främst i modellen).

Tabell 3. Gränshalter för att understiga klass 3 enligt SNV (Naturvårdsverket), beräknade och uppmätta halter (P och N från 1995-2002 uppmätt av Sollentuna kommun och Länsstyrelsen; övriga ämnen redovisade av Tollstedt, 2001) i Norrviken, beräknad nuvarande belastning och acceptabel belastning samt den belastningsreduktion som krävs för att nå ner till acceptabel belastning.

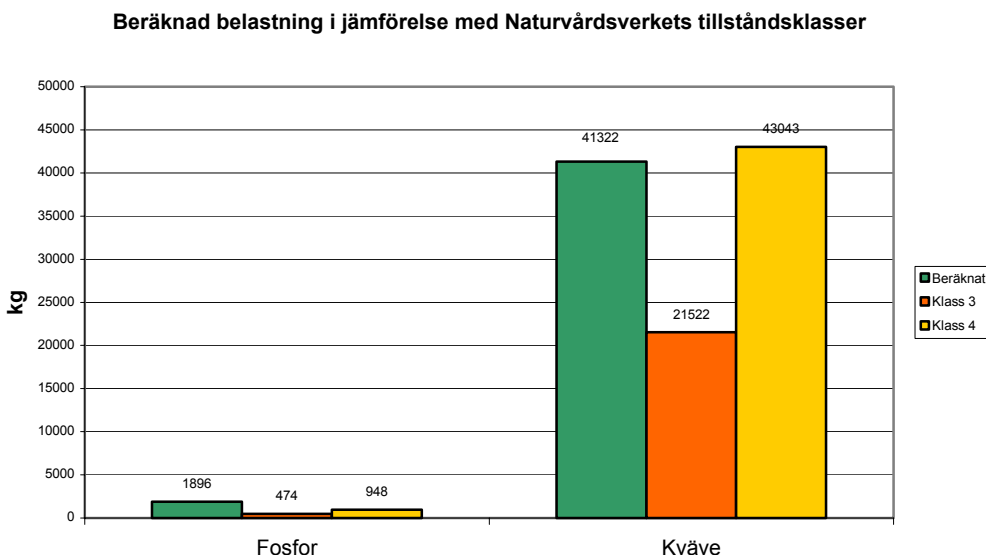
Ämne		Gräns-halt enl. SNV	Beräknad halt	Uppmätt halt	Beräknad belastning	Acceptabel Belastning	Belastnings-reduktion
		mg/l	mg/l	mg/l	kg/år	kg/år	kg/år
Fosfor	P	0.025	0.09	0.10	1896	474	1422
Kväve	N	0.625	1.77	1.2	41322	21522	19800
Bly	Pb	0.001	0.0002	0.0002	72	360	-
Koppar	Cu	0.003	0.002	0.0015	191	382	-
Zink	Zn	0.02	0.003	0.0007	580	16564	-
Kadmium	Cd	0.0001	0.00002	0.00004	2.2	5.6	-
Krom	Cr	0.005	0.0006	0.0008	20	122	-
Nickel	Ni	0.015	0.004	0.003	96	437	-

Tabell 4. Gränshalter för att understiga klass 4 enligt SNV (Naturvårdsverket), beräknade och uppmätta halter (P och N från 1995-2002 uppmätt av Sollentuna kommun och Länsstyrelsen; övriga ämnen redovisade av Tollstedt, 2001) i Norrviken, beräknad nuvarande belastning och acceptabel belastning samt den belastningsreduktion som krävs för att nå ner till acceptabel belastning.

Ämne		Gräns-halt enl. SNV	Beräknad halt	Uppmätt halt	Beräknad belastning	Acceptabel Belastning	Belastnings-reduktion
		mg/l	mg/l	mg/l	kg/år	kg/år	kg/år
Fosfor	P	0.05	0.09	0.10	1896	948	948
Kväve	N	1.25	1.77	1.20	41322	43043	-
Bly	Pb	0.003	0.0002	0.0002	72	1080	-
Koppar	Cu	0.009	0.002	0.0015	191	1147	-
Zink	Zn	0.06	0.003	0.0007	580	49691	-
Kadmium	Cd	0.0003	0.0002	0.00004	2.23	17	-
Krom	Cr	0.015	0.0006	0.0008	20	367	-
Nickel	Ni	0.045	0.004	0.003	96	1311	-

Figur 3 åskådliggör Norrvikens belastning av näringsämnen i förhållande till den acceptabla belastningen. Resultatet är att den

acceptabla belastningen överskrids för fosfor avseende både klass 3 och 4 samt för kväve för klass 3.



Figur 3 Beräknad årlig föroreningsbelastning av fosfor och kväve (första gröna stapeln i varje serie) i jämförelse med acceptabel belastning för Naturvårdsverkets klass 3 (andra orangea stapeln) respektive klass 4 (tredje gula stapeln).

Sjöns totala fosforbelastning bör understiga 474 kg/år för att nå ner till en fosforhalt på 25 µg/l (klass 3) och 948 kg/år för att nå ner till en fosforhalt på 50 µg/l (klass 4).

Sjöns totala kvävebelastning bör understiga 21 522 kg/år för att nå ner till en kvävehalt på 0.6 mg/l (klass 3) och 43 043 kg/år för att nå ner till en kvävehalt på 1.25 mg/l (klass 4).

1422 kg fosfor och 19 800 kg kväve per år bör renas för att nå den acceptabla belastningen för klass 2. Det blir mycket svårt att klara detta annat än mer långsiktigt. Ett mer rimligt mål är att nå klass 3 som för fosfor innebär att understiga sjöhalten 50 µg/l. En belastningsreduktion på 948 kg fosfor per år erfordras för att nå ner till 50 µg/l fosfor. Detta omfattar även åtgärder avseende sjöarna uppströms. Detta framgår av Tabell 6 där belastningen från dag- och grundvatten på sjön anges vara 726 kg/år om man exkluderar sjöarna uppströms. Mer kortsiktiga åtgärder enbart i Sollentuna kommun innebär att man kan sänka fosforhalten i Norrviken från 100 µg/l ner till 65-80 µg/l (se Tabell 8 och Slutsatser).

Målet för klass 4 skulle göra att kväve inte behöver renas för att underskrida denna högre gränshalt (1.25 mg/l), d.v.s. den högre gränshalten överskrids inte.

De studerade metallerna och olja överskrider inte gränshalterna vare sig för klass 3 eller 4. Reningsfokus ligger därmed inte på dessa ämnen, men det är självklart fördelaktigt att i och med de åtgärder som bör tas för näringsämnesreduktion så reduceras även metall- och oljemängder till och i sjön.

Tabell 5 redovisar beräknad vattenföring till och från Norrviken. Flöden från Vallentunasjön och Fjäturen ingår under rubriken inflöde, vilket avser det totala inflödet till sjön från hela dess avrinningsområde. Dagvattenflödet, grundvattenflödet och nederbörden på Norrviken (exkluderande bidraget från sjöarna uppströms) presenteras nedanför detta totala inflöde.

Tabell 5. Beräknad vattenföring till och från Norrviken.

Vattenföring	Mängd (m ³ /år)
Utflöde (exkl. avdunstning)	20 015 384
Avdunstning från sjön	1 598 900
Inflöde:	21 614 284
- dagvattenflöde	4 219 179
- grundvattenflöde	4 657 215
- nederbörd på sjön	1 723 560

4.2 Belastning från 4 delavrinningsområden till Norrviken

Tabell 6 redovisar den modellberäknade totala föroreningsbelastningen på Norrviken och resultaten av beräkningar av summan av dagvatten- och basflödesbelastning på sjön från 4 studerade områden. Dessa områden har valts ut under möte med Sollentuna kommun. De är aktuella för någon typ av åtgärd. Områdena visas i Figur 4.



Figur 4. Studerade delavrinningsområden. (Bakgrundskarta Lantmäteriets terrängkarta).

Tabell 6. Summan av dagvatten- och basflödesbelastning (kg/år) på sjön Norrviken från 4 studerade områden jämte dels a) samma typ av belastning från sjöns avrinningsområde ("kring Norrviken") exkluderande sjöytan, sjöns sediment och sjöar uppströms och dels b) den totala belastningen (kg/år) på sjön ("totalt Norrviken"), dvs även från sjöar uppströms (Fjäturen och Vallentunasjön) och inkluderande atmosfärisk deposition på sjön.

	A1 (191.2 ha)	A2 (42.5 ha)	A3 (41.6 ha)	A4 (55 ha)	Kring Norrviken (3842 ha)	Norr- viken Atm- dep.	Från Fjäturen	Från Vallentuna- sjön	Totalt Norrviken
P	91	24	19	23	726	35	79	1057	1896
N	706	183	169	191	9772	4137	1579	25834	41322
Pb	9	1.9	1.3	1.8	57	5.2	3.5	6	72
Cu	18	4	3	4	158	8.6	9.3	16	191
Zn	71	14	9	15	425	52	26	77	580
Cd	0.24	0.06	0.05	0.06	2.0	0.2	0.1	0.5	2.2
Cr	1.7	0.4	0.4	0.4	18	0.3	0.6	1.0	20
Ni	2.7	0.8	0.6	0.7	34	0.7	1.2	60	96
olja	374	65	34	70	1544	0	54	452	1896

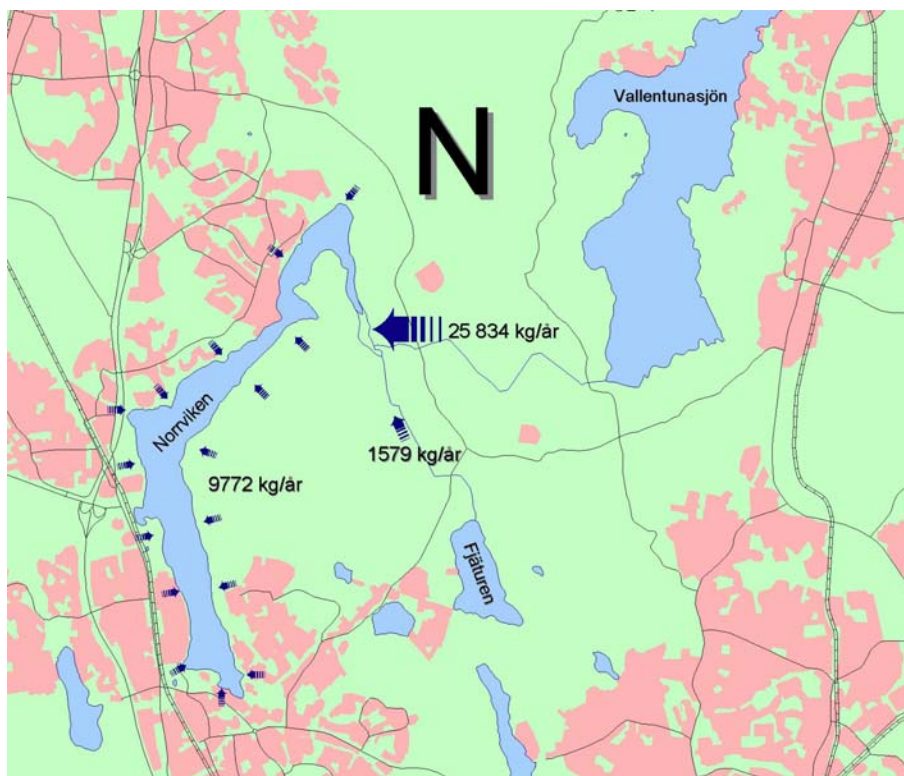
Avseende fosforbelastning på Norrviken kommer 726 kg/år (se Tabell 6) från dagvatten och basflöde till sjön från dess närliggande tillrinningsområde och så mycket som 1136 kg/år har beräknats komma från sjöarna uppströms (Vallentunasjön och Fjäturen), med stöd av uppmätta halter.

Tabell 7 visar hur stor belastning som dagvattnet från Sollentuna står för, alltså exkluderande bidraget från sjöarna uppströms. Denna belastning jämförs med den belastningsreduktion och den reningseffekt som erfordras för att klara Naturvårdsverkets gränshalt för klass 3 och 4. Vi ser att det som behövs renas är större än Sollentunas bidrag. Det betyder att belastningen särskilt från Vallentunasjön bör minskas. Men tabellen ger också en mer positiv bild. Nuvarande belastning av metaller är inte för hög med avseende på att gränshalten för klass 3 underskrids. Detta avser vattenmassan. Sedimentens metallinnehåll har inte studerats specifikt i denna studie.

Tabell 7. Föroreningsbelastning som dagvattnet från Sollentuna står för i jämförelse med den belastningsreduktion och den reningseffekt som erfordras för att klara Naturvårdsverkets gränshalt för klass 3 och 4.

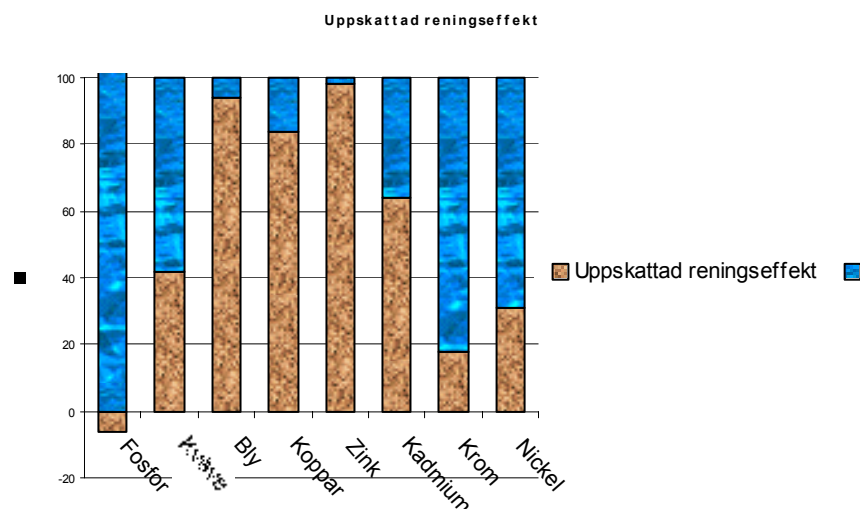
		Dagvatten Till Norrviken	Belastnings- reduktion Klass 3	Erforderlig Renings- effekt	Belastnings- reduktion Klass 4	Erforderlig Renings- effekt
		kg/år	Kg/år	%	kg/år	%
Fosfor	P	624	1422	228	948	152
Kväve	N	5842	19800	339	0	0
Bly	Pb	55	0	0	0	0
Koppar	Cu	144	0	0	0	0
Zink	Zn	387	0	0	0	0
Kadmium	Cd	1.9	0	0	0	0
Krom	Cr	16	0	0	0	0
Nickel	Ni	27	0	0	0	0

Bilden på rapportens framsida åskådliggör de huvudsakliga fosforflödena i Norrvikens totala avrinningsområde. Figur 5 visar kväveflödena.



Figur 5 Presentation inkommande kvävetransport (kg/år) till Norrviken från olika håll i Norrvikens totala avrinningsområde. (Bild: von Scherling M., 2003).

En massbalansstudie och användande av genomsnittliga värden av uppmätta sjöhalter under de senaste åren indikerar att sjön Norrviken har en lätt internbelastning av fosfor men en nettosedimenterings-effekt av kväve och metaller. Detta motsvarar att sjön har en reningseffekt på mellan -6-98 %; lägst för fosfor och högst för zink och bly. Det negativa värdet på fosfor indikerar att sjön är internbelastad med avseende på ämnet. Det bör klargöras att detta är på årsbasis och sålunda kan det tidvis i sjön ske en nettosedimentation. Internbelastningen är relativt liten vilket sannolikt innebär att siffran svänger upp och ner mellan olika år och under respektive år. Zink och bly har högst kapacitet att bindas till sjöns sediment. Generellt gäller också att bly är till störst del partikelbunden av de studerade ämnena. I Figur 6 presenteras de reningseffekter (%) som sjöarna beräknats ha för de studerade näringsämnena och metallerna.



Figur 6 Norrvikens beräknade reningseffekter (%) på inkommande årlig belastning av näringsämnen och metaller.

Tabell 8 fokuserar vidare på fosforbelastning vilken bedömts som den mest kritiska för sjön Norrviken. Eftersom det är svårt att understiga halterna för klass 3 och 4 med rimliga kortsiktiga åtgärder så har beräknats vilken belastningsreduktion som krävs för att nå ner från 100 µg/l fosfor till 65, 80 respektive till 90 µg/l. Om det förutsätts att Sollentuna själv står för denna rening skulle det, för att klara dessa fiktiva mål, behövas en reningseffekt på 106 % (mål 65 µg/l), 61 % (mål 80 µg/l) respektive 30 % (mål 90 µg/l) på dagvattnet från Norrvikens kringliggande område.

Tabell 8. Acceptabel belastning, belastningsreduktion och reningseffekt som krävs för att nå ner från 100 µg/l fosfor till de fiktiva gränshalterna eller målen 65 µg/l respektive 80 µg/l.

Gränshalt P µg/l	Belastnings- reduktion kg/år	Erforderlig reningseffekt, Sollentuna %
65	664	106
80	379	61
90	190	30

En internbelastning av fosfor på 310 kg/år från Norrvikens sediment till vattenmassan beräknades av Ahlgren I. och redovisades i Tollstedt (2001). Siffran är sannolikt osäker och varierar mellan olika år.

Denna studie har använt en metodik som bland annat baseras på massbalansekvationer och uppmätta sjöhalter både i Norrviken och i sjöarna uppströms Norrviken. Detta ger i likhet med ovan nämnda studie en bedömning att vi i årsgenomsnitt har en internbelastning av fosfor i Norrviken, dock endast med ca 106 kg/år till skillnad från 310 kg/år enligt Ahlgren. 106 kg/år motsvarar en reningseffekt på omkring -6 % avseende fosfor. Osäkerheten är stor och förhållandena kan variera år från år, se nedan.

Skillnaden mot Ahlgrens studie beror sannolikt på att Ahlgren beräknade det totala fosfortillskottet till sjön till 1464 kg/år (siffran redovisas i Tollstedt, 2001), medan våra beräkningar pekar på en högre fosforbelastning, 1896 kg/år. Denna högre belastning beror i sin tur på ett högre bidrag från Vallentunasjön, som har verifierats mot uppmätta halter i Hagbyån.

Uppmätta fosforhalter av Sollentuna kommun och Länsstyrelsen under tiden 1995-2002 (medel för yt- och bottenvatten) var, i Norrviken, ca 100 µg/l, men den halten varierade under den tiden mellan ca 50-150 µg/l. Vid beräkningar med dessa halter beräknas sedimentlasten variera mellan -1106 till 895 kg fosfor per år (medel - 106 kg/år); minustecknet anger en frigörelse från sedimenten. Ahlgrens siffra på internbelastning från sedimenten motsvarar vid beräkning med StormTac en fosforhalt i sjön på 135 µg/l.

Motsvarande uppmätta kvävehalter var 1.2 (0.8-1.6 mg/l) och sedimentbelastning av kväve på 17 303 (9 297 – 25 309) kg/år.

5 Slutsatser

Beräkningarna tyder på att för stor belastning till sjön av fosfor och kväve förekommer. Både beräknade och uppmätta halter visar på att Norrviken är för hårt belastad av näringsämnen. Beräkningarna indikerar att den största delen av belastningen kommer från Vallentunasjön. En minskning av framförallt fosfor- eller kvävebelastningen rekommenderas och det kan vara aktuellt att vidta åtgärder för att minska belastningen. Fosforbelastningen är sannolikt mest aktuell att reducera men det är fördelaktigt att använda reningsmetoder som även leder till effektiv rening av kväve och metaller med flera föroreningar. Det har bedömts som rimligt att relativt kortsiktigt och med kända metoder (t.ex. öppna dammar, översilningsytor och våtmarker) kunna sänka fosforhalten i sjön med

ca 20%. Detta erfordrar åtgärder förslagsvis i 4 studerade delavrinningsområdena och uppströms till/i Vallentunasjön, t.ex. i Hagbyån genom restaurering av Kvarnsjön. Målet med framtida reningsåtgärder bör diskuteras och utredas vidare.

Vi föreslår som fortsatta studier att åtgärdsförslag tas fram. Principiella åtgärdsalternativ vid aktuella platser inom avrinningsområdet (dels vid utsläppspunkten dels vid olika platser uppströms inom avrinningsområdet) tas fram med beaktande av bedömd erforderlig belastningsreduktion för att nå en acceptabel belastning enligt denna rapport, och genom att utföra fältundersökningar vid aktuella åtgärdsplatser. Det bör bedömas om dessa åtgärder ger bra/märkbar effekt i förhållande till vad som erfordras för recipienten och om de skall/bör kompletteras eller ersättas av andra åtgärder inom det totala studerade avrinningsområdet.

Med hjälp av de, inom denna studie, framtagna modellfilerna i StormTac kan det simuleras vilken föroreningshalt i Norrviken som erhålls som resultat av olika reningseffekter i Kvarnsjön. Man kan sedan fortsätta att på samma sätt beräkna effekterna av andra åtgärder tills man når en önskad halt i sjön. Metodiken är beskriven i Larm (2003).

Ett samarbete med Täby och Vallentuna kommun rekommenderas för att kunna sänka halterna och mängderna föroreningar i både Vallentunasjön och Norrviken. I upprättade modellfiler finns resultat över erforderlig belastningsreduktion och acceptabel belastning på Vallentunasjön. Denna information skulle kunna användas för åtgärder avseende Vallentunasjön.

Åtgärdsprioritering sker med hänsyn till recipientkänslighet, genomförbarhet, reningseffektivitet, m.m. Nästkommande steg som rekommenderas är val av åtgärder och utredning följt av projektering av åtgärder.

6 Referenser

Karlsson M. (2002). [Arbetsnamn:] Utvärdering av recipientmodellen i dagvattenmodellen StormTac. Beräkning av acceptabel föroreningsbelastning på tre sjöar. Koncept till rapport för examensarbete, KTH och SWECO VIAK (Larm T.).

Larm T. (2003): *An operative watershed management model for estimating existing and acceptable pollutant loads on receiving waters and for design of the corresponding required treatment facilities.* Artikel till konferensen "Dagvatten i kallt klimat", Riksgränsen 25-27 mars 2003.

Larm T. (2002). *Beräkning av acceptabel belastning på sjöar med dagvattenmodellen StormTac*, PM 2002-09-17, StormTac.

Larm T. (2001). *Gränshalter för dagvatten*, PM 2001-10-19, SWECO VBB VIAK.

Larm T. (2000), *Watershed-based design of stormwater treatment facilities: model development and applications.* Doktorsavhandling, avd. för vattenvårdsteknik, KTH.

Larm T. (1998): *Klassificering av dagvatten och recipienter, samt riktlinjer för reningskrav.* PM 1998-12-18 på uppdrag av Gatu- och fastighetskontoret, Stockholms Stad. VBB VIAK, Stockholm.

Larm T. (1997): *PM. Schablonhalter av föroreningar och näringsämnen i dagvatten. En litteratursammanställning med uppdelning i olika markanvändning.* VBB VIAK, Stockholm, på uppdrag av Gatu- och fastighetskontoret, Stockholms Stad.

Söderström P., Ahlgren I. (1991) Oxundaåns avrinningsområde: Vattenkvalitet, kväve- och fosforbelastning. Limnologiska institutionen, Uppsala universitet.

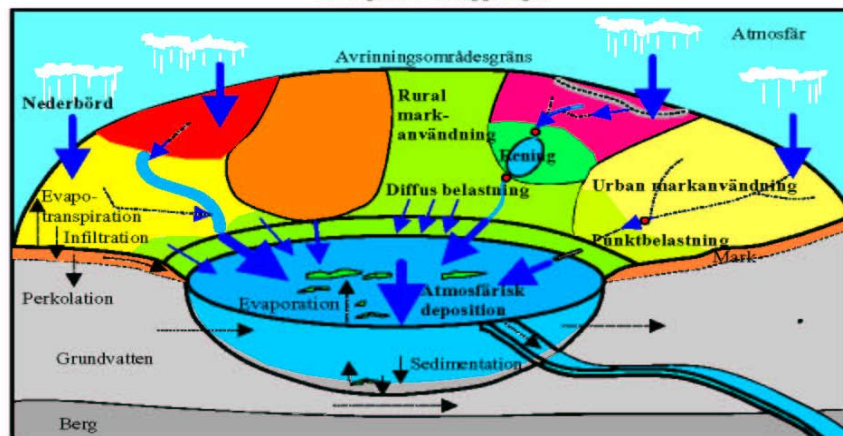
Tollstedt M. (2001). *Vattenplan Upplands Väsby kommun – en del av Oxundaånsavrinningsområde.*

Bilaga 1. Produktspecifikation StormTac

StormTac - Produktspecifikation

2002-05-31

StormTac är en dagvattenmodell för beräkning av föroreningstransport och dimensionering av dagvattenanläggningar



Systemkrav och användarinformation

- Microsoft Excel 2000 eller senare erfordras.
- Modellspråket är engelska.
- Nummerformatet i Windows måste vara punkter och decimaltecken måste skrivas med punkter i modellen.

Bakgrund

Metaller och näringsämnen är exempel på föroreningar i dagvatten som kan leda till giftiga och eutrofiska effekter i vattenrecipienter. Kraftiga intensiva dagvattenflöden kan också orsaka översvämningar i urbana områden. StormTac är planeringsverktyget som kan föra dig ett steg närmare en hållbar dagvattenhantering.

Användningsområden

StormTac kan hjälpa dig att:

- beräkna dagvattenflöden, koncentrationer och mängder av föroreningar i utsläppspunkterna och från olika markanvändning.
- jämföra uppmätta/provtagna data med beräknade.
- identifiera de största föroreningskällorna och utsläppspunkterna till en recipient.
- ställa upp vatten- och massbalanser för recipienter.
- uppskatta acceptabla belastningar på recipienter och den föroreningsreduktion som erfordras.
- välja, utforma och dimensionera anläggningar för rening och utjämning av dagvatten såsom öppna dammar, översilningsytor, konstruerade våtmarker, öppna diken och fördröjningsmagasin.
- uppskatta effektiviteten av den dimensionerade reninganläggningen.

Några unika egenskaper

- enkel att använda (Excel).
- erfordrar lite indata.

- beaktar både punktvisa och diffusa föroreningslaster, basflöde och atmosfärisk deposition.
- integrerar avrinningsområdets och avrinningsens egenskaper med dagvattenanläggningar och recipientpåverkan.

Modellresultaten presenteras i flödesschema (se nästa sida), i tabeller och diagram. De kan också länkas till andra databaser och GIS.

Databaser

StormTac inkluderar databaser med nederbördsdata, avrinningskoefficienter, föroreningshalter och reningseffekter.

Erforderlig indata

Modellen erfordrar lite indata. Avrinningsområdets yta (ha) per markanvändning (t.ex. villor, vägar och skog) är enda obligatoriska indata. Trafik-intensitet (fordon/dygn) behövs om föroreningslaster från större vägar inom avrinningsområdet skall uppskattas. Recipientens area och volym behövs för att uppskatta den acceptabla belastningen. De inkluderade databaserna kan hjälpa dig att utföra mer tillförlitliga beräkningar genom att låta dig ändra andra indata såsom nederbörd (mm/månad eller mm/år), avrinningskoefficienter och vattendjup.

Modellparametrarna kan justeras mot mätdata för att säkerställa att typspecifika förhållanden beaktas. I sådana fall behövs även uppmätt flöde ($m^3/år$ eller $m^3/månad$), lokal nederbörd (mm/år eller mm/månad) och provtagna koncentrationer (mg/l eller $\mu g/l$).

Beräkningsmetoder

Huvudmetodiken har granskats internationellt genom vetenskapliga artiklar och en doktorsavhandling.

Excelmodellen har utvecklats för att automatisera beräkningarna genom att använda schablonvärden som är specifika för varje markanvändning. Den är bäst lämpad för långsiktiga prediktioner. Dagvattenflöden beräknas från nederbördsdata, områdesspecifika avrinningskoefficienter och uppskattade areor. Föroreningarnas massflöden (kg/år) kvantifieras från beräknat flöde och från schablonhalter. Schablonhalterna uppskattas empiriskt från en stor mängd flödesproportionellt provtagna koncentrationer, vilket bidrar till deras generellt accepterade användning för denna typ av föroreningstransportberäkningar.

Följande föroreningar beräknas: fosfor (P), kväve (N), bly (Pb), zink (Zn), koppar (Cu), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), kvicksilver (Hg), olja, suspenderad substans (SS; partiklar), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och Bens(a)pyren (BaP; en PAH).

StormTac inkluderar flertalet submodeller för dimensionering av olika dagvattenanläggningar. Användaren kan välja mellan en relativt detaljerad och en snabb, enkel dimensionering. De resulterande dimensionerna som erhålls genom att tillämpa olika metoder och genom att ändra parametervärden kan lätt studeras och jämföras. Exempel på inkluderade dimensioneringsparametrar är avrinningskoefficienter, markanvändningsareor, permanent vattendjup, reglerhöjd, släntlutning, regndjup, utflöde, tömningstid och reningseffekt.

Dimensionerings-metoderna har tillämpats på ett stort antal fallstudier, från utredningar till slutgiltiga bygghandlingar.

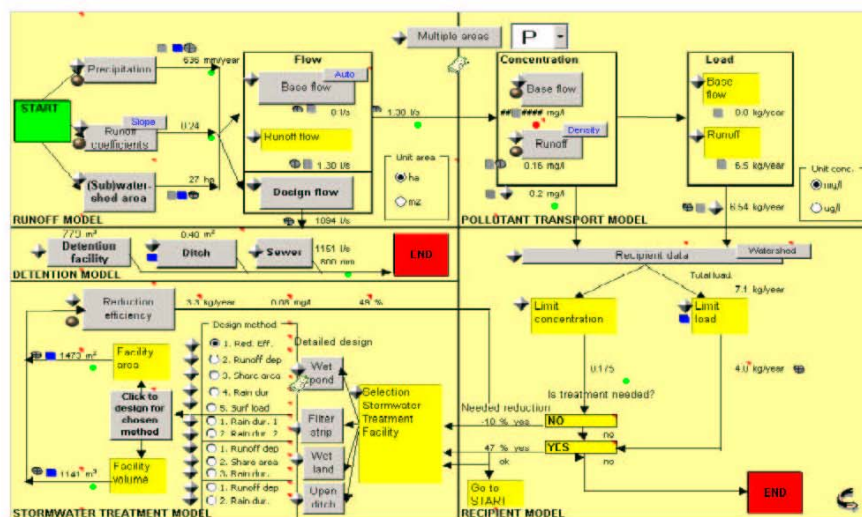
Fallstudier

StormTac har tillämpats t.ex. på följande fallstudier, där * indikerar att kalibrering eller jämförelse mot mätdata utförts:

Nybohov*, Stockholm (bostadsområde)
Essingeleden*, Stockholm (väg)
Sätra*, Stockholm (bostadsområde)
Sjön Flaten*, Salem (bostadsområde)
Flemingsbergsviken*, Huddinge (blandat)
Lidingö Stad* (blandat)
Tyresö kommun (blandat)
Upplands Väsby kommun (blandat)
Fittja, Botkyrka (bostadsområde)
Reykjavik, Island (bostadsområde)
Kaliningrad, Vitryssland (väg)
Titicacasjön, Peru och Bolivia (blandat)

För ytterligare information, vänligen kontakta:

thomas.larm@sweco.se
thomas.larm@home.se
tel 08 695 63 08
mobil 0708 707 632
<http://www.sweco.se>
http://hem.passagen.se/larm007/page2_stormtac.htm



Bilaga 2. In- och utdataformulär till beräkningarna

Sjödata													
Volym	V _{rec}	14300000	m ³										
Area	A _{rec}	271	ha										
Medelvattendjup	h	5.3	m										
Vattnets omsättningstid	t _{dr}	0.71	år										
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP
	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l
Uppmätt recipienthalt (C* _{rec})	100	1.2	0.2	1.5	0.7	0.04	0.8	3.3	-	-	-	-	-
Gränshalt	50	1.250	3	9	60	0.3	15	45	0.05	80	5	1.0	0.1
Avrinnings- område													
Avr. område exkl. recipient	A	3841.6	ha										
Totalt avrinningsområde	A _{tot}	4112.6	ha										
Väg 1 (ADF=20000)		0.7	ha										
Villor		390.3	ha										
Radhus		278.8	ha										
Flerfamiljshus		223	ha										
Industri		111.5	ha										
Park		111.5	ha										
Skog		1858.5	ha										
Jordbruk		784.7	ha										
Våtmark		82.6	ha										
Andel infiltrerat till basflöde	K _x	0.7											
Punktvis vattenflöde	Q _{point}	11014329	m ³ /år										
	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
Punktvis massflöde	1136	27413	10	25	103	1	2	61	0	117633	506	7	0.09
Utdata (resultat)	P	N	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr	Ni	Hg	SS	olja	PAH	BaP
L _{sed1} (C* _{rec}) [kg/yr]	-106	17303	68	161	566	1	4	30	0	443899	1927	19	0
L _{sed2} (C _{rec}) [kg/yr]	29.7	5832	67.6	160.8	523.0	1.8	7.9	21.2	0.4	443899	1927	19.0	0.3
k _i (C* _{rec}) [1/yr]	-0.07	1.01	23.77	7.51	56.51	2.50	0.31	0.64	14	22	22	22	22
L _{acc} (C* _{rec}) [kg/yr]	948	43043	1080	1147	49690	17	367	1311	11	26580471	1661279	332	33
L _{acc} (C _{rec}) [kg/yr]	1017	29130	997	1135	12269	28	503	1155	11	26580471	1661279	332	33
ΔL [kg/yr]	948	-1722	-1008	-956	-49111	-15	-347	-1215	-10	-26108116	-1659229	-312	-33
RE [%]	-6	42	94	84	98	64	18	31	91	94	94	94	94
C _{rec} [mg/l] *=ug/l	93*	1.773	0.22*	2*	3*	0.02*	0.6*	3.7*	0.002*	1.422	0.006	0.06*	0.001*

raf02s 2000-03-30